

ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ЗАЛІЗОВМІСНИХ ВОД ВІД АМОНІЙНИХ СПОЛУК ТА АМІАКУ

О.М. Квартенко¹, Л.А. Саблій²

Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне¹
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», м. Київ²
e-mail: as-755@rambler.ru

Метою даної роботи є вибір оптимального комплексу методів, для очищення підземних вод з різною кислотністю та лужним резервом від сполук заліза та аміаку.

Дослідження проводилися у виробничих умовах на підземних водах, які містять сполуки заліза, амонію, аміаку та відносяться до різних класів за кислотністю, лужністю, вмістом органічних речовин. В результаті досліджень виявлено вплив величин рН та лужності на кількість колоній залізобактерій в одиниці об'єму води. Вивчена залежність впливу лужності, рН та часу контакту на процес окиснення аміаку у завислому шарі завантаження із закріпленими залізобактеріями. Досліджено кінетику окиснення органічних сполук та аміаку консорціумами мікроорганізмів. Показано, що планові зупинки роботи водоочисного обладнання на термін більше трьох годин, погіршують ефективність його експлуатації, призводячи до розвитку в товщі фільтруючого завантаження сульфат- та залізоредакуючих бактерій, які сприяють частковому відновленню попередньо окисненого заліза з одночасним утворенням газоподібного азоту шляхом анаеробного окиснення амонію. На діючій станції знезалізнення в біореакторах досліджено процес одночасного біохімічного окиснення сполук заліза, аміаку, розчиненої органіки. Наведено механізм біохімічного окиснення указаних сполук. Проведено спектральний аналіз біологічної плівки з гранул завантаження біореактора. На основі проведених досліджень на діючих станціях знезалізнення та теоретичних обґрунтуваннях механізмів біофізико-хімічного окиснення, деструкції сполук заліза, амонійного азоту та аміаку розроблено та рекомендовано для впровадження технологічні схеми очищення підземних вод.

Ключові слова: окиснення, залізобактерії, біореактор, біофізико-хімічні методи очищення, реакція Фентона.

Актуальність

Підземні води є основним джерелом водопостачання для шести обласних центрів (Луцьк, Рівне, Тернопіль, Суми, Чернігів, Херсон), чотири (Запоріжжя, Одеса, Вінниця, Житомир) використовують для водопостачання виключно поверхневі води, решта має змішане водопостачання [1]. Крім того, для 70% селищ міського типу та сіл підземні води є єдиним джерелом водопостачання. Найбільші запаси підземних вод (близько 75%) зосереджені в північних та північно-західних областях України і до середини 80-х років ХХ століття були надійно захищені від зовнішнього впливу. Унаслідок підвищеного антропогенного навантаження навколо індустріальних центрів [2,3], погіршення експлуатації меліоративних систем, збільшення площ накопичувачів промислових та побутових твердих та рідких відходів, широкого використання мінеральних добрив та отрутохімікатів спостерігається прогресуюче забруднення як поверхневих, так і підземних джерел водопостачання. Так, за даними [4], на сьогодні до категорій I-II (практично чисті) належить лише 15% водних об'єктів, до категорій IV-V (забруднені) – 60%, до категорій VI-VII (брудні та дуже брудні) – 25%. Аналіз даних моніторингових досліджень підземних вод та питної води в північно-західних областях України наведено в таблиці 1. Розглянувши дані, наведені в табл. 1, можна зробити висновок, що підземні води даного регіону містять забрудники як природного, так і антропогенного походження, причому практично у всіх водах присутні сполуки заліза, органічні забрудники, азот амонійний та нітритний.

Таблиця 1. Аналіз типу забруднень та якісних параметрів води в джерелах водопостачання

Область	Тип забруднення	Характеристика води	Джерело
Волинська, Львівська, Закарпатська, Житомирська	Вода помірно забруднена	Вода містить азот нітритний та амонійний, сполуки фосфору, завислі речовини, важкі метали, органічні сполуки, в підземних водах присутні гумінові кислоти	[3,5]
Рівненська	Вода сильно забруднена	Вода містить азот нітритний та амонійний, сполуки фосфору, завислі речовини, важкі метали, органічні сполуки, в підземних водах присутні гумінові кислоти та феноли	[5,6,7]
Івано- Франківська	Вода надзвичайно забруднена	Підземні джерела водопостачання містять сполуки фенолу та хрому, питна вода містить азот нітратний та амонійний, сполуки фосфору, важкі метали, органічні сполуки, фенол, мідь, марганець, ПАР	[5]
Київська			[5]

Органічний азот входить до складу гумінових речовин, він може бути продуктом як біологічних процесів, так і надходити у підземні води із побутовими, виробничими стоками, а також інфільтраційними стоками із сільськогосподарських угідь.

Таким чином, розробка та впровадження технологій комплексного очищення природних вод від сполук заліза, мангану, амонію, аміаку є важливою і актуальною задачею. Для очищення води від йонів амонію та аміаку використовують наступні методи: окиснення, сорбція, йонний обмін, електроліз, біофільтрація, зворотній осмос [8,9].

Метою даної роботи є вибір оптимального комплексу методів, для очищення підземних вод з різною кислотністю та лужним резервом від сполук заліза та аміаку.

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження проводили у виробничих умовах як на пілотних установках, так і на реконструйованих за нашими рекомендаціями станціях знезалізнення води в місті Устілуг Волинської області та смт. Рокитне Рівненської області. Параметри якості води наведено в таблиці 2. Підземні води, на яких базується система водопостачання м. Устілуг, можна віднести до безкисневих, карбонатних нейтральних вод з підвищеним лужним резервом, прогресуючим забрудненням органічними речовинами та аміаком. Підземні води, на яких базується система водопостачання смт. Рокитне, відносяться до гідрокарбонатних слабокислих вод із середнім вмістом органічних речовин, присутністю залізоорганічних комплексів, сильновідновним середовищем. Тобто обидва водоносних горизонти відносяться до різних класів води за рН-Eh, лужним резервом, перманганатною окисністю, формою та концентрацією сполук заліза. Їх об'єднує лише присутність забруднень у вигляді аміаку.

Таблиця 2. Характеристика параметрів якості підземних вод на реконструйованих станціях знезалізнення

Назва об'єкту водопостачання	pH	Лужність, мг-екв/дм ³	Перманганатна окисність, мг O ₂ /дм ³	Fe ²⁺ , мг/дм ³	NH ₃ , мг/дм ³
Станція знезалізнення м. Устілуг	7,0-7,5	7,5-8,0	3,5	3,6...5,5	3,5-5,5
Станція знезалізнення смт. Рокитне	5,8 - 6,0	0,8-0,9	6,9	15-19	1,7-2,5

В роботі [10] наводяться експериментальні дослідження щодо використання хімічного методу окиснення аміаку розчином гіпохлориту натрію при співвідношенні NaClO:NH₃ = 2:1 з попередньою його віддувкою (з повітроводяним співвідношенням 3:1) та наступною

обробкою коагулянтom – оксихлоридом алюмінію дозою $D=30$ мг/дм³. Концентрація залишкового хлору після очищення досягала 4,3 мг/дм³, що потребувало дехлорування фільтрату. Тому в подальшому для реконструкції станції цей метод не розглядався.

Іншим можливим шляхом удосконалення методів очищення питної води може бути оптимізація умов роботи діючих станції знезалізнення з урахуванням біологічного фактору.

На другому етапі наші дослідження були направлені на вивчення залежності впливу лужності, рН та часу контакту (T_k) на процес окиснення аміаку у завислому шарі завантаження із закріпленими консорціумами мікроорганізмів. В п'ять циліндрів об'ємом 500 см³ помістили однакові наважки гравійної засипки з фільтрів 1-го ступеня станції знезалізнення смт. Рокитне, та заповнили їх водою із свердловини №7 з вихідною концентрацією аміаку 1,8 – 2,0 мг/дм³, рН 6,4, лужністю 0,8 мг-екв/дм³ та за допомогою 1% розчину кальцинованої соди доводили їх відповідно до лужностей 2,32; 3,8; 6,2 та 8,0 мг – екв/дм³. Для насичення киснем повітря вода у всіх циліндрах була проаерована впродовж 30 секунд. Значення рН, які встановилися після аерації, наведено на рис.1. Воду із засипкою перемішували по всьому об'єму циліндрів і через проміжки часу у 15, 45 та 90 хвилин відбирали проби для визначення вмісту аміаку. Результати досліджень наведено на рис.1.

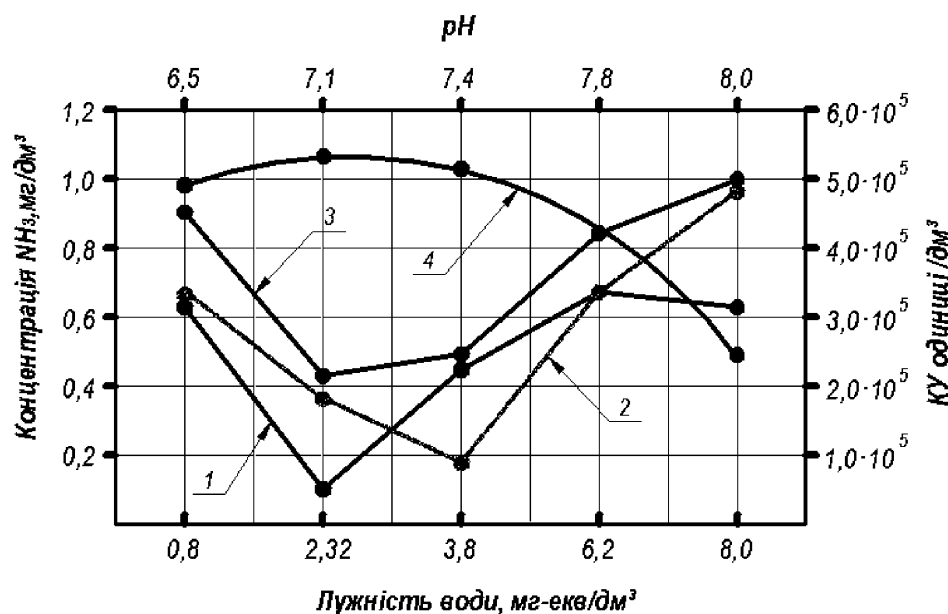


Рис.1. Залежності концентрації аміаку та кількості колоній залізобактерій в одиниці об'єму води від лужності та рН при тривалості контакту у завислому шарі завантаження із закріпленою мікрофлорою: 1 – час контакту 15 хв; 2 – час контакту 45 хв; 3 – час контакту 90 хв; 4 – функція залежності кількості колоній залізобактерій.

Найменшу ефективність вилучення аміаку (50-70%) спостерігали при лужностях 0,8; 6,2 та 8,0 мг-екв/дм³ із відповідними рН 6,5; 7,8 та 8,0, найбільшу (80-93%) – при лужностях 2,32 та 3,8 мг-екв/дм³ при рН 7,1-7,4. В цих межах лужності та рН процеси біохімічного окиснення залізобактерій найбільш активні [11]. Крім того, з наведених даних видно, що збільшення часу контакту без аерації призводить до уповільнення процесів біохімічного окиснення.

На рис.2 наведено кінетику окиснення органічних сполук та аміаку в завислому шарі гравійної засипки у визначених нами оптимальних для розвитку залізобактерій значеннях рН – лужність оброблюваної води. Ефективність вилучення аміаку при цьому становить 68-73%, перманганатної окисності (ПО) – 17-28%.

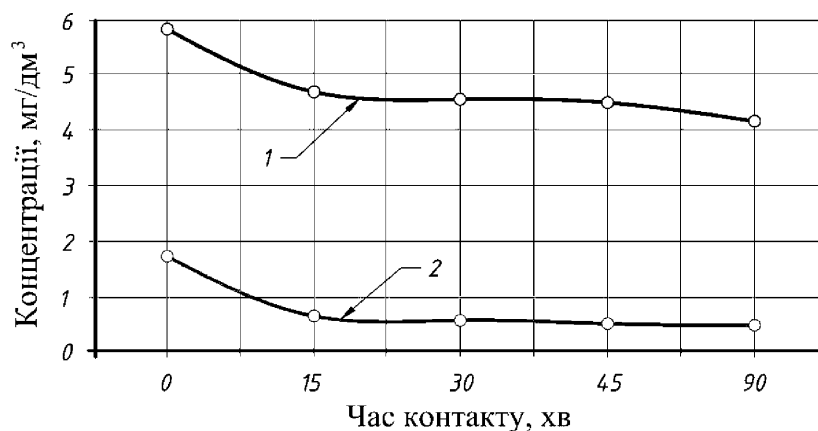


Рис.2. Залежність концентрації органічних речовин та аміаку від часу контакту з закріпленою мікрофлорою при лужності 2,4 мг-екв/дм³ та рН 7,10-7,15:
1 – перманганатна окисність (ПО), мгО₂/дм³; 2 – вміст NH₃, мг/дм³.

На рис.3 наведено результати досліджень щодо вивчення зміни концентрації розчиненої органіки та аміаку в залежності від тривалості контакту із закріпленою мікрофлорою, рН та лужності вихідної води. Ефективність вилучення аміаку та розчинних легкоокисних органічних речовин при оптимальних значеннях параметрів лужності 2,0 – 4,0 мг-екв/дм³ та рН 7,0-7,4 становить, відповідно, 82 - 95% та 40 - 63%. При всіх інших співвідношеннях рН – лужності спостерігається тенденція до збільшення розчинених органічних речовин та аміаку у розчині із часом контакту. Найбільший приріст розчинених органічних речовин спостерігається при рН 7,9 та лужності 8,0 мг-екв/дм³. Це можна пояснити фактором розчинення осаду, який був накопичений на гранулах завантаження біореактора, та переходом акумульованої в ньому органіки в розчинний стан.

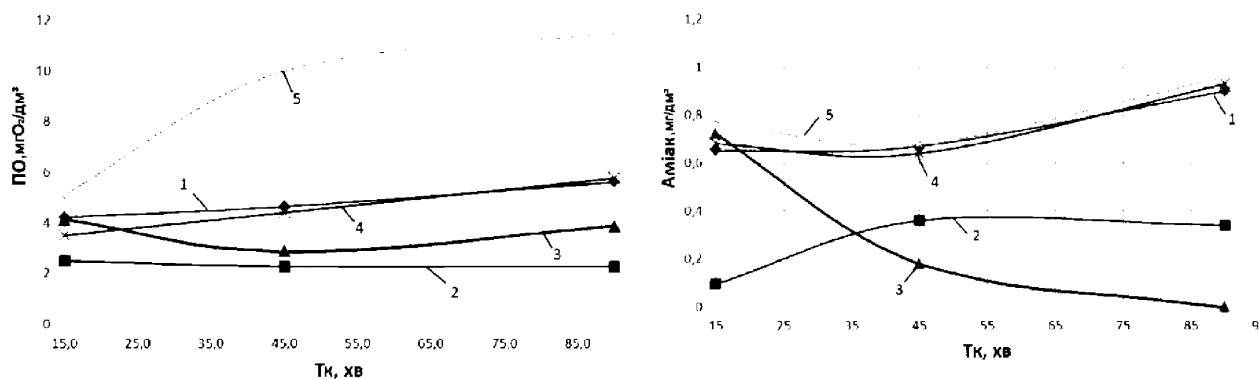


Рис.3. Зміна концентрації розчиненої органіки (ПО) та аміаку в залежності від тривалості контакту (Тк) із закріпленою мікрофлорою, рН та лужності вихідної води: 1 – рН=6,5; Л=0,8 мг-екв/дм³; 2 – рН=7,1; Л=2,32 мг-екв/дм³; 3 – рН=7,4; Л= 3,8 мг-екв/дм³; 4 – рН=7,75; Л= 6,2 мг-екв/дм³; 5 – рН=7,9; Л=8,0 мг-екв/дм³.

Таким чином, із наведених вище даних можна зробити висновок, що для очищення вод, за якісним складом подібних до підземних вод, на яких базується водопостачання м. Устілуг, більше уваги слід приділяти фізико-хімічним методам очищення.

Існуюча на момент реконструкції технологічна схема станції знезалізнєння м. Устілуг включала два напірних фільтри діаметром 2,0 м, висотою 4,0 м. Завантаження фільтрів складалося із шлаку крупністю фракцій $\delta=10-20$ мм та висотою шару 2,0 м. Аерація відбувалася шляхом підсмоктування повітря в змішувач перед фільтром. Ефективність знезалізнєння складала 30-37%, видалення аміаку 5%, зменшення легкоокислюючих органічних сполук 7-8%. Як видно із наведених даних, окисні процеси в системі практично не відбуваються. Це пояснюється рядом причин. По-перше, плановою нерівномірністю роботи обладнання (з 13 по 17 годину та з 23 по 5 годину), що призводить до великих проміжків часу

між робочими циклами (від 6 до 8 годин). За таких умов вже через три години в товщі фільтруючого завантаження утворюються анаеробні зони з низькими значеннями окисно-відновного потенціалу (<100 мВ), який сприяє розвитку сульфат та залізоредукуючих бактерій, присутність яких зазвичай спостерігається в нижніх шарах піщаного фільтруючого завантаження [12]. При цьому пригнічується життєдіяльність аеробних залізобактерій, відбувається часткове відновлення попередньо окисненого заліза, яке надходить у фільтрат при плановому включенні фільтрів в роботу, та відбувається формування газоподібного азоту шляхом анаеробного окиснення амонію [13]:



По-друге, відсутністю каталітичної плівки, наявність якої є необхідною умовою для здійснення процесу знезалізнення, теоретичні основи якого описані в [14,15]. Наявність у воді сірководню (до 1,0 мг/дм³), який, як відомо [16], є «отрутою» для утворення автокаталітичної плівки, теж гальмує окисні процеси. По-третє, за даними наших досліджень [11], з підвищенням величини бікарбонатної лужності (вище за 5 мг-екв/дм³) відбувається інгібування розвитку залізобактерій, а в анаеробних умовах при pH>7,7 спостерігається «розчинення» оруднених чохлаів залізобактерій із утворенням дрібнодисперсного осаду, який профільтровується навіть крізь фільтр «синя стрічка». Крім того, дренажна система і частково внутрішня поверхня стінок фільтрів були вкриті чорного кольору осадом сульфідів заліза, характерного для результатів життєдіяльності сульфатредуючих бактерій *Desulfovibrio*.

Таким чином, технологія з використанням методів спрощеної аерації – біологічного окиснення – фільтрування для даного типу вод разом із аритмічним режимом роботи водоочисного обладнання виявилась малоефективною. Враховуючи ці обставини, для реконструкції станції знезалізнення в м. Устілуг нами була запропонована технологічна схема (рис.4), до складу якої входили: напірний аераційний апарат, обладнаний дрібнобубляшковим дисковим аератором типу АКВА-ПЛАСТ, системою введення реагентів, змішувачі-деаератори, напірні фільтри з пінополістирольним завантаженням крупністю фракцій $\delta=0,5 \dots 1,5$ мм, висотою шару 1,5 м та вузол знезараження води гіпохлоритом натрію.

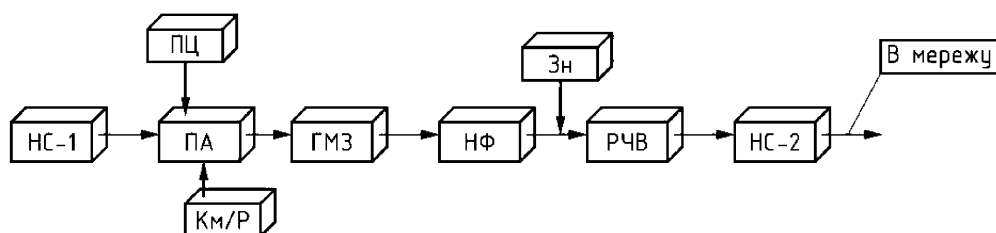


Рис.4. Технологічна блок-схема реконструйованої станції знезалізнення м. Устілуг.

Дослідження проводили з різними комбінаціями повітряводяних співвідношень та швидкостей фільтрування (таблиця 3). Найбільш ефективним є повітряводяне співвідношення 1,0:1,0 (1,5:1,0) при висхідному потоці води, що дозволяє додатково збільшити час контакту із завислим шаром осаду на 20-25 хвилин.

Для збільшення швидкості фільтрування до 5 м/год та підвищення ефективності вилучення з води аміаку нами були проведені дослідження із залученням подрібненого цеоліту $D_d=1$ г/дм³ та розчину коагулянту – оксихлориду алюмінію $D_k=20$ г/дм³, які послідовно вводили в напірні аераційні апарати та змішувачі. Результати досліджень наведено в таблиці 5. У чисельнику наведені параметри якості вихідної води, у знаменнику – фільтрату. Ефективність знезалізнення складала від 93 до 98%, видалення аміаку - до 80% , легкоокисних органічних сполук - до 70%.

Таблиця 3. Результати досліджень очищення підземних вод м. Устілуг

Дата	$V_{\text{ф}},$ м/год	$\frac{Q_{\text{пов}}}{Q_{\text{вода}}}$	pH	Fe, заг. мг/дм ³	NH ₃ , мг/дм ³	ПО, мгО ₂ /дм ³	Лужність, мг-екв/дм ³	Направлення фільтрувал. поток
6.03.09	3,5	$\frac{0,5}{1,0}$	$\frac{7,55}{7,30}$	$\frac{4,05}{1,1}$	$\frac{3,7}{3,3}$	$\frac{2,72}{2,70}$	$\frac{7,85}{7,75}$	Низхідне
13.03.09	2,5	$\frac{1,5}{1,0}$	$\frac{7,35}{7,10}$	$\frac{2,9}{0,25}$	$\frac{4,9}{3,6}$	$\frac{3,52}{2,85}$	$\frac{7,4}{-}$	Низхідне
$D_{\text{к}}=20 \text{ мг/дм}^3$								
28.10.09	3,0	$\frac{1,0}{1,0}$	$\frac{7,15}{6,94}$	$\frac{2,2}{0,16}$	$\frac{3,15}{2,0}$	$\frac{5,6}{3,65}$	$\frac{8,2}{8,2}$	Висхідне
$D_{\text{ц}}=1 \text{ г/дм}^3; D_{\text{к}}=20 \text{ мг/дм}^3$								
22.08.12	5	$\frac{1,5}{1,0}$	$\frac{7,25}{6,98}$	$\frac{3,46}{0,15}$	$\frac{3,85}{0,45}$	$\frac{2,85}{0,98}$	$\frac{8,0}{7,85}$	Висхідне

Проект реконструкції станції знезалізнення в смт. Рокитне за нашими рекомендаціями був зроблений в 2012 році (рис.5). Існуюча технологічна схема включала в себе п'ять напірних фільтрів першого ступеня (діаметром 1,5 м, висотою 3,8 м), два напірних фільтри другого ступеня (діаметром 1,5 м, висотою 3,0 м), компресор стисненого повітря РМ-3142.01 в комплекті з двома ресиверами, блок знезараження.

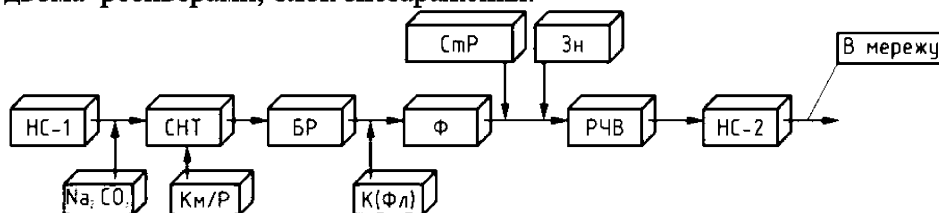


Рис. 5. Технологічна блок - схема реконструйованої станції знезалізнення смт Рокитне.

На рис.6 наведено один із типових фільтроциклів для діючої станції знезалізнення за безреагентною схемою. Спостерігається зниження величини pH від 6,5 у вихідній воді до 6,3-5,7 після фільтрів першого ступеня та до 5,3 після фільтрів другого ступеня, що пояснюється процесом окиснення сполук заліза (рис. 6).

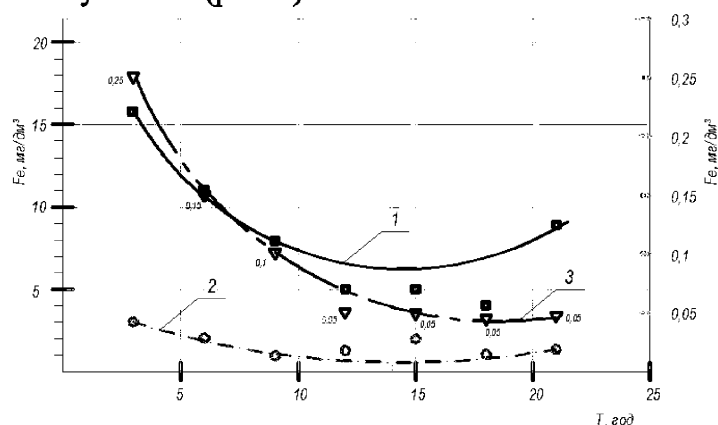


Рис.6. Зміна концентрацій сполук заліза протягом фільтроциклу: 1 – після фільтра 1-го ступеня (біореактора); 2 – після фільтра II-го ступеня (без використання реагентів); 3 – після фільтра II-го ступеня (з використанням коагулянту).

Тривалість фільтроциклів в середньому складає 18 - 22 години, концентрація двовалентного заліза у фільтраті 0,68-2,5 мг/дм³. Це пояснюється наявністю у підземних водах, які мають підживлення із боліт, залізогумінових комплексів, а також

високомолекулярних агрегативно стійких органічних сполук (ВМС). Зміна розчинності ВМС досягається шляхом введення розчину електроліту (рис.6), в результаті чого відбувається перетворення гомогенної системи в гетерогенну з наступним процесом поділу фаз. Деструкція залізоорганічних комплексів та окиснення легкоокиснюваних органічних речовин призводить до зменшення величини перманганатної окисності з 6,56 мгО₂/дм³ у вихідній воді до 4,5 – 4,0 мгО₂/дм³ після біореакторів та 2,7 – 2,3 мгО₂/дм³ після фільтрів другого ступеня. Одночасно із цими процесами відбуваються процеси вилучення аміаку з 1,8- 2,0 мг/дм³ у вихідній воді до 0,6 – 1,0 мг/дм³ - після біореакторів та до 0,55 – 0,2 мг/дм³ після фільтрів другого ступеня (рис.7).

Теоретична частина

Механізм біохімічного очищення від аміаку на біореакторах можливо представити наступним чином. Під час потрапляння аміаку в підземні води відбувається його розчинення з утворенням азоту амонійного



Можливе часткове концентрування азоту амонійного навколо клітин залізобактерій в результаті адсорбційних процесів, що можна пояснити знаходженням на поверхні клітин від'ємне заряджених груп йонів (PO₄³⁻; COO⁻; HS⁻; OH⁻), на яких відбувається сорбція позитивно заряджених йонів NH₄⁺ з подальшим окисненням продуктами метаболізму залізобактерій - H₂O₂; O[•] [6]

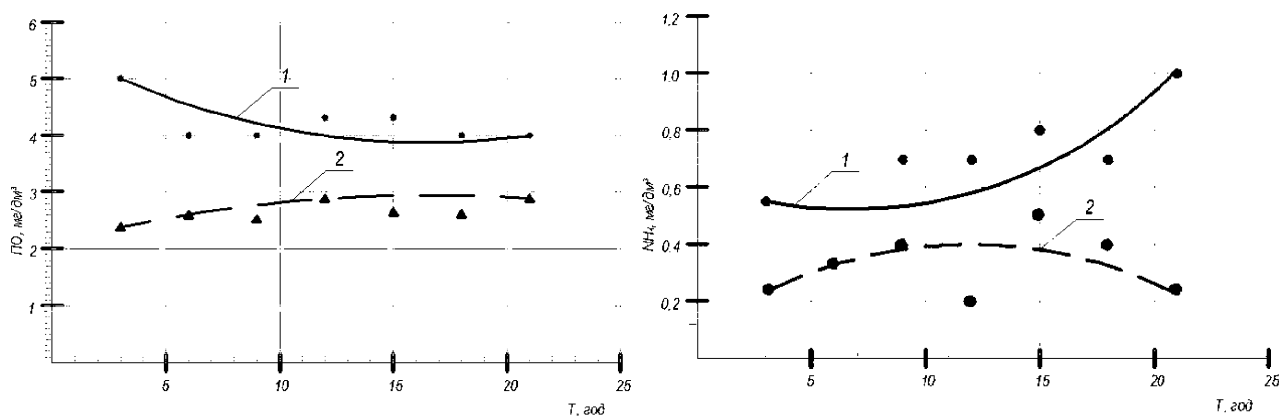


Рис.7. Зміна показників перманганатної окисності та концентрації аміаку протягом фільтроциклу: 1 – після фільтра 1-го ступеня (біореактора); 2 – після фільтра II-го ступеня (без використання реагентів).

Поряд із наведеними реакціями (4-5) в слабкокислих підземних водах в присутності пероксиду водню та йонів Fe²⁺ можливе проходження реакцій окиснення легкоокиснювальних органічних сполук та азоту амонійного гідроксильними радикалами, які утворюються в системі, за реакцією Фентона



Частково аміак безпосередньо вступає в реакцію окиснення з H₂O₂ та O[•]





Азот частково виділяється у воду, а частково накопичується в чохлах залізобактерій, що підтверджується спектральним аналізом біологічної плівки з гранул завантаження біореактора (рис. 8).

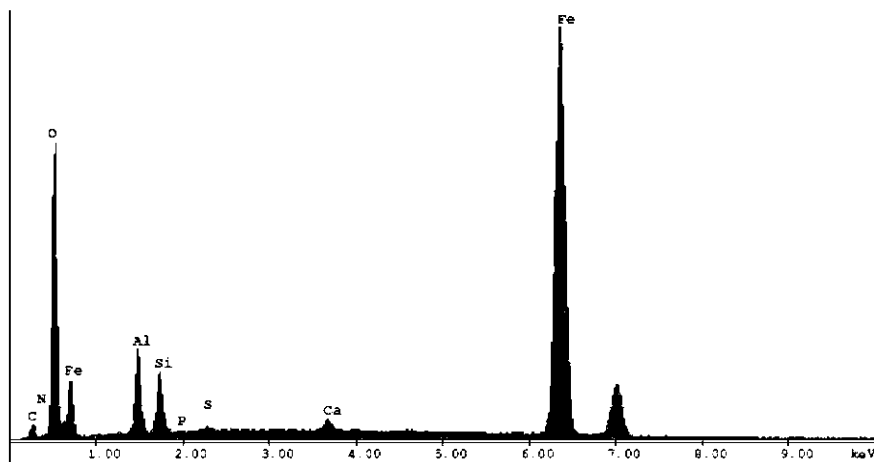


Рис.8. Рентгеноспектральний мікроаналіз біологічної плівки з гранул завантаження біореактора станції знезалізнення смт Рокитне.

Домінуюча кількість атомів Fe пов'язана з їх біологічної сорбцією та окисненням консорціумом залізобактерій, про що свідчить наявність атомів вуглецю. Аналіз мікрофлори обростань гранул завантаження біореакторів, виконаних за допомогою мікроскопів Nikon Eclipse E200 та растрового електронного мікроскопу Philips серії XL-30, показав домінування в природній асоціації наступних залізобактерій: одноклітинних *Arthrobacter*, *Gallionella* та нитчастих форм *Leptothrix* (рис. 9).

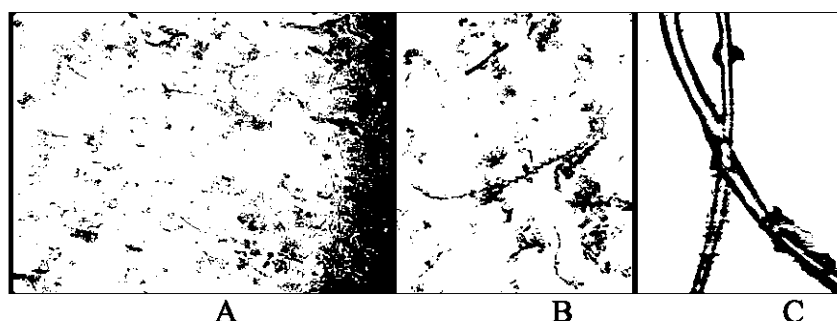


Рис.9. Мікофотознімки мікрофлори обростань піщаного завантаження біореакторів (станція знезалізнення смт Рокитне): А , В – *Gallionella*; С – *Leptothrix*.

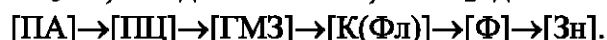
Таким чином, на основі проведених нами досліджень на діючих станціях знезалізнення та наведених теоретичних обґрунтувань механізмів біофізико-хімічного окиснення, деструкції сполук заліза, азоту амонійного та аміаку стало можливим рекомендувати для широкого впровадження технології, які базуються на застосуванні напірних фільтрів:

1. Для нейтральних вод (рН=6,6 -7,5) з підвищеним лужним резервом (7,0 - 8,5 мг-екв/дм³), присутністю розчинних органічних речовин (ПО=4,0 – 8,0 мг О₂ /дм³), аміаку (до 5 мг/дм³) і продуктивністю 200-500 м³/добу наступні технологічні схеми:

а) для вод із вмістом NH₃ = 4,0- 6,0 мг/дм³ та ПО=6,0 – 8,0 мгО₂ /дм³:



б) для вод із вмістом NH₃ < 4,0 мг/дм³ та ПО < 6,0 мгО₂ /дм³:



2. Для слабокислих вод (рН=5,5 – 6,0) з низькою лужністю (< 2.0 мг-екв/дм³) із середнім вмістом розчинених органічних речовин (ПО до 8,0 мг О₂ /дм³), аміаку до 3,0 мг/дм³ та продуктивністю від 300 м³/добу: [С/Л]→[ПА]→[БР]→[К(Фл)]→[Ф]→[Зн]→[СтР].

Таблиця 4. Умовні позначення до розроблених технологічних схем водоочищення

Умовні позначення	Призначення
[ПА]	Посилена аерація – для дестабілізації сталої водної системи, абсорбції кисню повітря, десорбції розчинених газів (CO_2 , H_2S), підвищення рН- Eh системи до оптимальних значень для розвитку залізобактерій.
[С/Л]	Підлучення технічною содою (Na_2CO_3) – для підвищення лужного резерву, при якому краще відбувається десорбція CO_2 , а також створення оптимальних умов для інтенсифікації окисної функції залізобактерій.
[ПЦ]	Введення порошкоподібного цеоліту для одночасного видалення із води надлишкового аміаку, легкоокисних органічних речовин та закріплення мікрофлори, яка в подальшому сприяє трансформації сполук Fe-ГК, NH_3 , NH_4^+
[ГМЗ]	Гідромеханічний змішувач для прискорення масообмінних процесів
[БР]	Біореактор – для проходження біохімічних процесів деструкції та окиснення сполук (FeCO_3 , Fe-ГК, NH_3 , NH_4^+), в якому створюються оптимальні умови для розвитку відповідних консорціумів мікроорганізмів.
[К(Фл)]	Введення розчинів коагулянту (флокулянту) для дестабілізації колоїдної системи.
[Ф]	Фільтри із важким (піщаним) або легким (пінополістирольним) завантаженням для поділу фаз та проходження реакцій доокиснення залізоорганічних сполук та аміаку.
[СФ]	Сорбційний фільтр – для проведення сорбційних процесів очищення води від надлишкових концентрацій аміаку та азоту амонійного.
[Зн]	Знезараження води гіпохлоритом натрію
[СТР]	Стабілізаційна обробка води розчином Na_2CO_3 та освітленням розчином $\text{Ca}(\text{OH})_2$ для зменшення корозійної активності води

Висновки

Розглянуто роботу технологічних схем водоочищення за різних фізико-хімічних параметрів якості підземних вод. Наведено механізми біологічного та біохімічного окиснення сполук заліза та аміаку в різних умовах. Вперше доведено можливість одночасного окиснення FeCO_3 , Fe-ГК та аміаку в завантаженні біореакторів з використанням консорціуму різних родів залізобактерій. Визначено оптимальні значення рН – лужності - часу контакту для біохімічного окиснення амонійних сполук та аміаку консорціумом залізоокиснюючих бактерій. Зроблено спектральний аналіз біологічної плівки завантаження біореактора, наведено спектр елементів, з якого будуються чохли залізобактерій.

Автори висловлюють вдячність проф. Говоровій Ж.М. за надану допомогу у проведенні рентгеноспектрального мікроаналізу біологічної плівки.

ИССЛЕДОВАНИЕ МЕТОДОВ ОЧИСТКИ ПОДЗЕМНЫХ ЖЕЛЕЗОСОДЕРЖАЩИХ ВОД ОТ АММОНИЙНЫХ СОЕДИНЕНИЙ И АММИАКА

А.Н. Квартенко¹, Л.А. Саблій²

Национальный университет водного хозяйства и природопользования, г. Ровно¹
 Национальный технический университет Украины «Киевский политехнический институт»,
 г. Киев²
 e-mail: as-755@rambler.ru

Целью данной работы является выбор оптимального комплекса методов очистки подземных вод с различной кислотностью и щелочностью от соединений железа и аммиака.

Исследования проводились в производственных условиях на подземных водах, содержащих соединения железа, аммония, аммиака и относящихся к разным классам по кислотности, щелочности, содержанию органических веществ. В результате проведенных исследований изучено влияние значений pH и щелочности на количество колоний железобактерий в единице объема воды. Изучена зависимость влияния щелочности, pH и времени контакта на процесс окисления аммиака во взвешенном слое загрузки с закрепленными железобактериями. Изучена кинетика окисления органических соединений и аммиака консорциумами микроорганизмов. Показано, что при плановых остановках водоочистного оборудования, на время более трех часов, происходит ухудшение эффективности его эксплуатации в результате развития в слоях фильтрующей загрузки сульфат и железоредуцирующих бактерий, способствующих частичному восстановлению предварительно окисленного железа с одновременным образованием газообразного азота в результате анаэробного окисления аммония. На действующей станции обезжелезивания в биореакторах исследован процесс одновременного биохимического окисления соединений железа, аммиака, растворенной органики. Приведен механизм биохимического окисления этих соединений. Проведен спектральный анализ биологической пленки с гранул загрузки биореактора. На основании проведенных исследований на действующих станциях обезжелезивания и теоретического обоснования механизма биофизико-химического окисления, деструкции соединений железа, аммонийного азота и аммиака разработаны и рекомендованы для внедрения технологические схемы очистки подземных вод.

Ключевые слова: окисление, железобактерии, биореактор, био-физико-химические методы очистки, реакция Фентона

RESEARCH METHODS FOR CLEANING UNDERGROUND IRON CONTAINING WATERS FROM AMMONIUM COMPOUNDS AND AMMONIA

A.N.Kvartenko¹, L.A.Sabliy²

National University of Water Industry and Nature Management, Rivne¹
National Technical University of Ukraine "Kyiv Polytechnic Institute", Kiev²
e-mail: as-755@rambler.ru

The aim of this work is selecting the optimal method for the purification of groundwater with different acidity and alkalinity from iron compounds and ammonium.

Research was conducted in production conditions on groundwater containing iron compounds and ammonium. Waters belong to different classes of acidity, alkalinity and organic matter content. The research examined the effect values of pH and alkalinity on the number of iron bacteria colonies in a unit volume of water. The dependence was studied of the effect of alkalinity, pH, and contact time on the process of oxidation of ammonia by iron bacteria. The kinetics of the oxidation of organic compounds and ammonia consortia of microorganisms is studied. It is shown that the planned stops of water treatment equipment for more than three hours, there is the deterioration in the efficiency of its operating. It is connected with the development reducing bacterias of sulfate and iron in the filtration layer. This process leads to the restoration of the pre-oxidized iron and the formation of nitrogen gas as a result of normal oxidation of ammonium. The process was studied, investigated the simultaneous biochemical oxidation of iron compounds, ammonia, dissolved organic at current iron removal station in bioreactors. The mechanism of biological oxidation of these compounds is shown. We carried out the spectral analysis of the biofilm from loading granules of bioreactor. On the base of the conducted researches at the operating stations of deferrization and theoretical justification of the mechanism of biophysical and chemical oxidation, destruction of iron compound and ammonia, the technological schemes of purification of underground waters are developed and recommended for introduction.

Keywords: oxidation, iron bacteria, bioreactor, bio-physical and chemical cleaning methods, the Fenton reaction

Список літератури

1. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2003 році. - Рівне: НУВГП, 2005. - 142с.
2. Лютий Г.Г., Фактори погіршення якості підземних вод у процесі експлуатації водозаборів в Україні / Г. Г Лютий, І. В. Саніна // *Зб. наук. пр. Укр. держ. геологорозв. ін-ту.* - 2011. - № 2. - С. 91-103.
3. Федонюк М. Антропогенні чинники активізації карсту в межах Волинського Полісся // М. Федонюк//*Вісник Львівського Університету.* – 2008. – Вип. 35. – С. 329-334.
4. Данілішкін Б.М. Державна цільова екологічна «Програма упорядкування водовідведення в населених пунктах України» як основний документ перспективного розвитку водокористування в країні/ Б.М.Данілішкін, О.О.Дмитрієва//*Вода і водоочисні технології.* – 2006. - №3. – С.17-22.
5. Грабовська Л.Л. Оцінка екологічного ризику у сфері питного водопостачання в Україні / Л.Л. Грабовська, О.О.Єфремова// *Збірник наукових праць. Технічні науки.*–2010. - №54. – С. 58-62
6. Знезалізнення підземних вод для питних цілей: [Монографія під загальною редакцією В.О.Орлова]/ В.О.Орлов, О.М.Квартенко, С.Ю.Мартинів, Ю.І.Гордієнко. - Рівне : Видавничий центр УДУВГП, 2004. - 153с.
7. Квартенко А.Н. Характеристика подземных вод Северо-Западных областей Украины и технологические схемы их кондиционирования /А.Н.Квартенко// *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник.* - К.: КНУБА, 2011. Випуск 16. С.32-40.
8. Пригун И.В. Технологии удаления аммиака/ И.В.Пригун, М.С. Краснов//*Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение.* – 2009. - №9. – С. 36-41.
9. Журба М.Г. Водоснабжение. Улучшение качества воды. Учебник для вузов. Том 2/Журба М.Г., Говорова Ж.М.- М.: Издательство АСВ. – 2008. – С.544.
10. Квартенко А.Н. Многопроцессная технология кондиционирования подземных вод содержащих комплексорорганические и азот аммонийные соединения /А.Н.Квартенко// *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник.* К.: КНУБА, 2010. Випуск 14. С.42-55.
11. Квартенко А.Н. Технология кондиционирования агрессивных подземных вод с низким щелочным резервом, содержащих аммиак и железоорганические комплексы / А.Н.Квартенко // *Вісник Донбаської національної академії будівництва та архітектури.* Збірник наукових праць. Макіївка, 2013. Випуск 5 (103). С.52-60.
12. Букреева В.Ю. Сорбция коллоидных соединений оксидов железа и марганца с помощью железобактерий на песчаных загрузках очистных сооружений водоподъемных станций. / В.Ю. Букреева, М.Ю., Грабович, А.Т. Епринцев, Г.А.Дубинина// *Сорбционные и хроматографические процессы.* - 2009. - Т. 9. Вып. 4. С. 506 – 514.
13. Yang W.H. Nitrogen loss from soil through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction / W.H. Yang, K.A. Weber, W.R. Silver// *Nature Geosciences.* 2012. - V. 5. - P. 538–541.
14. Очищення природної води на пінополістирольних фільтрах: [Монографія під загальною редакцією В.О.Орлова]/ В.О.Орлов, С.Ю.Мартинів, А.М.Орлова та ін.]. - Рівне : Видавничий центр НУВГП, 2012. - 171с.
15. Орлов В.О. Водоочисні фільтри із зернистою застипкою: [Монографія]/ Валерій Олегович Орлов. - Рівне: Видавничий центр НУВГП, 2005. – 163с.
16. Золотова Е.Ф. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода./ Е.Ф.Золотова, Г.Ю.Асс - М.: Стройиздат. - 1975. – С.176.